



Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente



I modelli nella valutazione della qualità dell'aria

RTI CTN_ ACE 2/2000

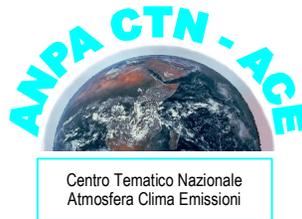
ANPA

Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente
Dipartimento Stato dell'Ambiente, Controlli e Sistemi Informativi

I modelli nella valutazione della qualità dell'aria

F. Desiato (ANPA), G. Brusasca (CESI)

M. Deserti (ARPA Emilia Romagna), G. Zanini (ENEA)



Responsabile di progetto ANPA

Franco Desiato

Responsabile CTN_ACE

Gianfranca Galliani

Informazioni legali

L'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente o le persone che agiscono per conto dell'Agenzia stessa non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

Informazioni aggiuntive sull'argomento sono disponibili nel sito Internet (<http://www.sinanet.anpa.it>)

Supervisione editoriale a cura di:

Daniele Violetti (ARPA Emilia Romagna)

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Stampato in Italia

Stampato su carta ecologica

Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente

Dipartimento Stato dell'Ambiente, Controlli e Sistemi Informativi

Via Vitaliano Brancati, 48

00144 Roma

Centro Tematico Nazionale – Atmosfera Clima Emissioni

c/o ARPA Emilia Romagna - SMR

V.le Silvani, 6

40122 Bologna

SOMMARIO

Il presente quaderno tecnico trae origine dalla esigenza, da parte del Ministero dell'ambiente, di predisporre il capitolo della linea guida alla valutazione preliminare della qualità dell'aria, relativo alla modellistica. Esso ha lo scopo di fornire alcuni elementi utili alla scelta e all'utilizzo dei modelli di dispersione degli inquinanti atmosferici nell'ambito del processo di valutazione della qualità dell'aria ambiente come definito nella direttiva quadro europea 96/62 e nel D.L. n. 351/1999 che la recepisce.

Dapprima vengono esaminati alcuni problemi connessi alla necessità di integrazione delle misure disponibili con le stime delle concentrazioni in aria prodotte dei modelli. Successivamente, si indicano i criteri di selezione dei modelli in base alle scale spaziale e temporale dell'applicazione e alla descrizione fisico-matematica dei processi atmosferici. Il documento non contiene una lista di modelli consigliati, ma indicazioni utili per orientare la scelta in base allo scopo e alle caratteristiche della simulazione da effettuare. Infine, viene presentato uno schema generale di procedura di applicazione dei modelli, e vengono descritti brevemente alcuni scenari tipici di applicazione per la valutazione della qualità dell'aria.

SUMMARY

This technical paper originates from the need of the Italian Ministry of the Environment, to prepare the “Qualità” chapter of the guideline for the air quality preliminary assessment. The scope of the report is to give some useful elements for the choice and the application of atmospheric pollutants dispersion models, related to the ambient air quality assessment as defined in the European Framework Directive 96/62 and in the D.L. 4 August 1999 n° 351.

Firstly, a few aspects concerning the need of integrating the available measurements with the air concentrations estimated by the models, are examined. Afterwards, the criteria of model selection are indicated, on the base of the spatial and temporal scale and on physical and mathematical description of the atmospheric processes. The report does not contain a list of suggested models, but useful elements for the model choice on the base of the scope and the characteristics of the simulation to be carried out. Finally, a scheme of the model application procedure is presented, and the most frequent scenarios of model application for air quality assessment are shortly described.

INDICE

SOMMARIO	I
SUMMARY	I
INDICE	III
1. INTRODUZIONE	1
2. L'INTEGRAZIONE DEI MODELLI CON LE MISURE	2
3. SELEZIONE DEI MODELLI	4
3.1 Caratteristiche generali dei modelli	4
3.2 Documentazione e fonti di informazione	6
3.3 Tipologie di modelli	6
4. APPLICAZIONE DEI MODELLI	8
4.1 Procedura di applicazione dei modelli	8
4.2 Scenari di applicazione dei modelli	10
BIBLIOGRAFIA	14

3. □ INTRODUZIONE

Il presente quaderno tecnico trae origine dalla esigenza, da parte del Ministero dell'ambiente, di predisporre il capitolo della linea guida alla valutazione preliminare della qualità dell'aria, relativo alla modellistica. Esso ha lo scopo di fornire alcuni elementi utili alla scelta e all'utilizzo dei modelli di dispersione degli inquinanti atmosferici nell'ambito del processo di valutazione della qualità dell'aria ambiente come definito nella direttiva quadro europea 96/62 e nel D.L. n. 351/1999 che la recepisce. L'elemento saliente su questo argomento, che comporta, da parte degli enti di governo del territorio, un forte impegno e un salto di qualità metodologico, è costituito dalla integrazione delle informazioni di diverso tipo: quelle provenienti dalle reti di monitoraggio, dai modelli di dispersione e dagli inventari delle emissioni.

Seguendo le indicazioni della direttiva, la valutazione della qualità dell'aria ambiente è un processo dinamico che, applicato la prima volta (valutazione preliminare), conduce all'individuazione di zone del territorio nazionale alle quali, in funzione dei livelli di inquinamento, si applica un certo regime di controllo che si esplica, di volta in volta, attraverso il monitoraggio in continuo, oppure attraverso campagne periodiche di misura, oppure mediante l'utilizzo di modelli di simulazione. In particolare, i modelli possono essere impiegati a integrazione delle misure o in sostituzione delle stesse, qualora i livelli di concentrazione siano al di sotto della soglia di valutazione inferiore.

Negli agglomerati con popolazione superiore a 250.000 abitanti o con elevata densità abitativa (secondo criteri di definizione della densità che devono essere stabiliti dagli stati membri), la misurazione è sempre obbligatoria; tuttavia anche in questi ambiti territoriali possono essere individuate aree il cui regime di controllo ricade in una delle modalità cui si è accennato.

Alla direttiva quadro seguono le direttive "figlie", ciascuna riguardante uno specifico inquinante o gruppi di inquinanti. Tali direttive definiscono per ciascun inquinante i valori limite e le soglie di allerta, prescrivono i criteri di misura e di localizzazione dei punti di misura. È demandato inoltre alle direttive figlie il compito di fissare i criteri riguardanti l'impiego di altre tecniche di valutazione, fra le quali i modelli di dispersione.

La valutazione della qualità dell'aria ambiente secondo i requisiti indicati dalla direttiva quadro, determina quindi essenzialmente :

- la necessità di estendere le azioni di valutazione dell'inquinamento a tutto il territorio degli stati membri;
- la necessità di combinare varie tecniche di valutazione che includono la misurazione diretta in stazioni fisse e tramite laboratori mobili (secondo un metodo di riferimento definito), nonché l'impiego di altre metodiche quali i campionatori passivi e il biomonitoraggio;
- la necessità di predisporre inventari delle emissioni fisse e mobili aggiornati in continuo e ad alta risoluzione spaziale e temporale;
- l'applicazione di modelli di dispersione e trasformazione chimica degli inquinanti.

La combinazione di queste tecniche costituisce l'approccio ottimale al problema della valutazione e gestione della qualità dell'aria e la modellistica rappresenta lo strumento principale di sintesi del processo conoscitivo; essa infatti ingloba tutti i principali aspetti del fenomeno e fornisce informazioni sulle relazioni fra emissioni e concentrazione o deposizione degli inquinanti primari o secondari, tenuto conto dei processi di dispersione, trasporto, trasformazione chimica e rimozione.

In particolare, i modelli di dispersione sono un utile strumento per:

- ottenere campi di concentrazione anche in porzioni di territorio ove non esistano punti di misura, o estendere la rappresentatività spaziale delle misure stesse;
- ottenere informazioni sulle relazioni tra emissioni e immissioni (matrici sorgenti – recettori) discriminando quindi fra i contributi delle diverse sorgenti;
- valutare l'impatto di inquinanti non misurati dalla rete di monitoraggio;
- studiare scenari ipotetici di emissioni alternativi rispetto al quadro attuale o passato.

Il risultato della simulazione modellistica è ovviamente connotato da un certo grado di incertezza che risulta dalla composizione dell'incertezza intrinseca al modello (dovuta alla incapacità di descrivere perfettamente i fenomeni fisici) e di quella associata ai dati di ingresso, in particolare alle emissioni e ai parametri meteorologici.

Una corretta applicazione modellistica necessita di una procedura rigorosa di confronto con le misure, che consenta la verifica e la taratura del modello. Questo punto presuppone un disegno ottimale della rete di monitoraggio, sufficiente affidabilità, accuratezza e rappresentatività delle misure, e una buona conoscenza delle emissioni delle sostanze inquinanti che influenzano la qualità dell'aria, sia in termini quantitativi che di distribuzione spaziale e temporale.

Il livello di complessità della applicazione consapevole di un modello consolidato si può considerare paragonabile a quello di altre applicazioni che vengono effettuate normalmente negli uffici tecnici delle pubbliche amministrazioni; le difficoltà risiedono eventualmente nella carenza di tempo necessario per l'acquisizione di conoscenze di base, e di personale formato e dedicato a un'attività che richiede competenze specifiche e un impegno organizzativo tutt'altro che marginale.

3. □ L'INTEGRAZIONE DEI MODELLI CON LE MISURE

Nel processo di valutazione della qualità dell'aria, i modelli giocano un ruolo importante perché possono estendere il dato di concentrazione puntuale a porzioni di territorio ove non esiste la misurazione, tenuto conto della distribuzione spazio-temporale delle emissioni e delle caratteristiche meteo-diffusive del sito.

E' pertanto molto importante definire un metodo di assimilazione dei dati provenienti dalle misure e dai modelli, al fine di produrre campi di concentrazione georeferenziati (mappe), che rappresentano il prodotto standard principale della valutazione.

Un concetto di fondamentale importanza da tenere presente nel riportare i valori puntuali delle misure su una mappa è la rappresentatività spaziale della misura stessa, che, in generale, può variare da pochi metri quadrati (per esempio per una stazione situata in un canyon urbano) ad alcuni chilometri quadrati (per esempio per una stazione rurale lontana da fonti di emissione specifiche).

La disponibilità di misure puntuali non deve indurre a un utilizzo intenso di tecniche geostatistiche senza che si sia determinata l'effettiva rappresentatività spaziale della misura. In terreno complesso o in ambiente urbano infatti l'alta variabilità spaziale delle concentrazioni fa sì che un'interpolazione, ancorché sofisticata, può determinare campi di concentrazione non realistici, caratterizzati, per esempio, da "false" aree di massimi o minimi di concentrazione.

Può essere pertanto conveniente seguire un procedimento a passi successivi, del tipo di quello abbozzato nel seguito.

- Definire la categoria di inquinanti e la scala dei processi atmosferici che influenzano il fenomeno (es. inquinanti primari a scala locale quali CO, SO₂, benzene, oppure ozono ed inquinanti secondari a scala più estesa) e gli indicatori più importanti ai fini della valutazione (media oraria, percentili della distribuzione statistica, media annuale, ecc.).
- Individuata la scala spaziale, che include, per quanto possibile, i processi meteorologici e le sorgenti di inquinanti in grado di influenzare la qualità dell'aria nell'area considerata (per es. bacino aerologico per ozono o scala locale urbana per CO), considerare un grigliato regolare di opportuna risoluzione che copra la zona in esame. La scelta della risoluzione dovrebbe costituire un buon compromesso fra la necessità di "cogliere" aree di estensione limitata con concentrazioni elevate, e la risoluzione delle informazioni disponibili su emissioni, topografia, caratteristiche meteorologiche, ecc.
- Assegnare ai punti di griglia (o alle celle) "coperte" dalla rappresentatività spaziale delle misure disponibili e affidabili, il valore misurato.
- Assegnare la misura anche ad altri punti di griglia (o celle) per cui sia ragionevolmente possibile ipotizzare una situazione analoga per i seguenti aspetti: posizione rispetto alle principali sorgenti di emissione, uso del territorio, microclima. Nel processo di "estrapolazione", avvalersi, se disponibili, delle mappe degli inventari di emissione e dei campi di concentrazione in aria prodotti dai modelli. Si tratta, in pratica, di applicare in questo caso non un modello numerico, ma un modello concettuale basato sulle analogie.
- Utilizzare i campi di concentrazione in aria prodotti dai modelli per la valutazione nei punti di griglia rimasti scoperti, assicurandosi che ci sia coerenza (*taratura del modello*) tra i risultati del modello e le misure nei punti ove queste sono disponibili, e sfruttando tutte le informazioni aggiuntive eventualmente disponibili (dati provenienti da campagne di misura, mezzi mobili, biomonitoraggio).
- Nei casi in cui i risultati dei modelli siano indisponibili o palesemente qualitativa e, più in generale, rimangano punti di griglia con livelli potenzialmente significativi di esposizione all'inquinamento, per i quali risulta impossibile effettuare la valutazione con sufficiente grado di confidenza, pianificare opportune campagne di monitoraggio e/o raccolta dei dati (inventari di emissione, dati meteorologici)

necessari alla modellazione della dispersione atmosferica, con le quali completare la valutazione su tutta la zona.

- Tracciare le mappe mettendo in evidenza le aree di eccedenza e non eccedenza rispetto agli obiettivi di qualità. In particolare, per le sostanze inquinanti per cui sono state emanate le direttive figlie, seguire le definizioni e le indicazioni contenute nelle stesse direttive.

3. □ SELEZIONE DEI MODELLI

3.2 Caratteristiche generali dei modelli

La scelta del modello o dei modelli da applicare deve essere effettuata rispondendo, in successione, ad alcune domande di carattere generale. Dapprima, deve essere correttamente definito lo scenario di applicazione, cioè l'insieme degli elementi caratteristici del problema che consentono di individuare la categoria di modelli appropriata: scala spaziale e temporale, complessità territoriale, orografica e meteorologica dell'area, tipologia delle sorgenti di emissione, sostanze inquinanti da considerare (in particolare, se soggette a reazioni chimiche o no). In seconda battuta, si devono verificare, in dettaglio, i requisiti delle uscite che si desiderano dal modello e la disponibilità di tutti i dati di ingresso necessari e delle risorse hardware e software, e procedere quindi alla selezione del modello più opportuno.

Una classificazione degli scenari di applicazione dei modelli di dispersione e una indicazione, per ciascuno scenario, delle categorie di modelli più idonee, dei loro requisiti e delle uscite prodotte, è stata effettuata dal Gruppo di lavoro n. 30 della Sottocommissione per la Radioprotezione della Commissione per l'Energia Nucleare (UNICEN) dell'UNI, che ha prodotto la norma *Valutazione della dispersione in atmosfera di effluenti aeriformi – guida ai criteri di selezione dei modelli matematici* (ANFOSSI et al., 1997). Rispetto alla varietà di scenari coperti dalla modellistica di dispersione oggi disponibile e sufficientemente consolidata, per la valutazione della qualità dell'aria si può concentrare l'attenzione sugli aspetti che seguono.

Per quanto riguarda la *scala spaziale*, si dovranno considerare anzitutto i modelli in grado di riprodurre efficacemente i fenomeni che, alla scala locale o alla microscala (per esempio, in un canyon urbano) determinano i valori di inquinamento più alti, da confrontare con gli standard di qualità. D'altra parte, gli stessi fenomeni hanno, in molti casi, origini e caratteristiche a scala più grande (vedi, per esempio, smog □ualità□ica), per cui può essere opportuno l'uso di un modello a mesoscala a elevata risoluzione o l'uso di più modelli in cascata (*nested*) con estensione decrescente e risoluzione crescente.

Per quanto riguarda la *scala temporale*, partendo dai tempi di riferimento e dal tipo di indicatore contemplato dalla normativa, occorre fare ricorso sia a modelli di "breve periodo", in grado cioè di simulare episodi di inquinamento atmosferico intenso, sia a modelli di "lungo periodo", in grado di stimare gli indicatori da confrontare con gli standard di qualità che hanno periodo di riferimento di un anno. Per contemperare le

due esigenze è auspicabile disporre di serie temporali significative di dati meteorologici, e di modelli in grado di calcolare la serie temporale dei campi di concentrazione in aria. Da quest'ultima è poi possibile ricavare la distribuzione spaziale degli indicatori da confrontare con gli standard di qualità della sostanza inquinante considerata. Un indicatore è definito, in generale, dal parametro statistico (media, percentile, ecc.), dal tempo di media (o di campionamento) e dal periodo di riferimento (CIRILLO e DESIATO, 1998).

La valutazione della *complessità* dell'area su cui si effettua la valutazione deve tenere conto delle caratteristiche orografiche del territorio, di disomogeneità superficiali (discontinuità terra-mare, città-campagna, acque interne) e condizioni meteo-diffusive non omogenee (calma di vento negli strati bassi della troposfera, inversioni termiche eventualmente associate a regimi di brezza); l'uso di modelli analitici (gaussiani e non) si considera generalmente appropriato nel caso di siti non complessi, mentre qualora le disomogeneità spaziali e temporali siano rilevanti per la dispersione, è opportuno ricorrere all'uso di modelli numerici tridimensionali, articolati in un preprocessore meteorologico (dedicato principalmente alla ricostruzione del campo di vento) e in un modello di diffusione.

I modelli devono ovviamente includere un modulo di *trasformazione chimica* qualora si debba simulare il comportamento di inquinanti reattivi in atmosfera e la formazione di inquinanti secondari (per esempio nel caso dello smog \square ualità \square ica).

Anche la tipologia delle principali *sorgenti* di emissione determina la categoria di modelli da prendere in considerazione. Per sorgenti puntuali, lineari e areali in numero limitato e riconducibili a geometrie standard, possono essere impiegati modelli analitici e lagrangiani a particelle. Nel caso più generale di un insieme di sorgenti puntuali e diffuse sul territorio, occorre partire da un inventario delle emissioni su grigliato regolare alla risoluzione opportuna, che viene normalmente accoppiato a un modello di dispersione euleriano.

In via preliminare può essere vantaggioso valutare l'esistenza di condizioni critiche per la qualità dell'aria attraverso modelli basati su ipotesi conservative, che cioè per loro natura generalmente sovrastimano le concentrazioni in aria. In questo contesto i modelli sono applicati per valutazioni di breve periodo calcolate su una casistica di possibili condizioni meteorologiche, senza tenere conto delle reali frequenze di occorrenza sul territorio di interesse. I valori di picco così ottenuti vengono sommati al livello del fondo, misurato o stimato, e la somma risultante confrontata con il valore guida della qualità dell'aria per l'inquinante in esame. Se i valori così calcolati sono al di sotto del valore guida il territorio in esame può essere ritenuto non critico e non è necessaria l'applicazione di modelli più complessi o l'utilizzo dati di ingresso più raffinati. Nei casi in cui non si disponga dei dati meteorologici appropriati, questi modelli possono rappresentare l'unico approccio possibile. Nelle linee guida di applicazioni dei modelli alla qualità dell'aria del *Environmental Regulatory Services – Air and Water Approvals Division – Air Emission Branch* (ERS, 1997) del Canada sono indicati alcuni modelli idonei a questo scopo.

3.2 Documentazione e fonti di informazione

Le informazioni sui modelli di dispersione degli inquinanti in atmosfera e sulla loro validazione sono contenute in numerose pubblicazioni scientifiche. In particolare, vanno segnalati due rapporti preparati dallo *European Topic Centre on Air Quality* dell'Agenzia Europea dell'Ambiente (MOUSSIOPOULOS et al., 1996; DE LEEUW et al., 1996) e i *proceedings* delle ultime conferenze NATO "Air Pollution Modelling and its Application" (NATO-CCMS 1992, 1994, 1996, 1998, 1999).

In ambito nazionale una rassegna abbastanza completa si può trovare nel rapporto "Modelli a integrazione delle reti per la gestione della qualità dell'aria" (BASSANINO et al., 1993), predisposto dal Gruppo di lavoro "Reti di Monitoraggio", sottogruppo "Modelli" dell'Istituto Superiore di Sanità; in tale documento sono descritti i diversi tipi di modelli di dispersione con le loro potenzialità e i limiti di applicabilità, ed è fornito un elenco di vari codici disponibili.

Informazioni su modelli e codici disponibili possono essere trovati nella classica biblioteca dell'EPA (*U.S. Environment Protection Agency* – sito: <http://www.epa.gov/scram001>), che contiene in maggioranza modelli gaussiani, o al CARB (*California Air Research Board* – sito: <http://www.arb.ca.gov/homepage.htm>) che presenta un'ottima scelta di modelli per il trattamento delle reazioni chimiche degli inquinanti in atmosfera. Inoltre in ambito europeo si può fare riferimento allo *European Topic Centre on Air Quality* dell'Agenzia Europea dell'Ambiente (sito: <http://www.etcaq.rivm.nl>), che tra l'altro predispone, organizza e aggiorna una "banca modelli" (MDS – *Model Documentation System*) accessibile all'indirizzo <http://aix.meng.auth.gr/lhtee/database.html>, attraverso la quale si ha una descrizione delle caratteristiche di più di 80 modelli, e informazioni sulla loro disponibilità.

Da alcuni anni si tiene una serie di conferenze (*International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes*, giunta quest'anno alla sesta edizione) originariamente dedicate alla definizione e applicazione di criteri standard di validazione, al fine di pervenire a una armonizzazione dei modelli regolatori. In questo ambito, è stato messo a punto un *model evaluation kit* (OLESEN, 1997) che contiene alcuni set di dati sperimentali e alcune *routines* per la validazione mediante indicatori statistici standard di performance dei modelli.

3.3 Tipologie di modelli

Sostanzialmente sono da prendere in considerazione le seguenti tipologie di modelli:

- modelli analitici "a pennacchio": codici molto semplici che richiedono pochi, essenziali dati meteorologici di ingresso e limitate risorse di calcolo; per la loro praticità sono stati e sono tuttora molto utilizzati. Questi modelli sono adatti a simulare situazioni stazionarie nello spazio e nel tempo. Esistono formulazioni tradizionali (modelli gaussiani), in cui la dispersione turbolenta viene parametrizzata con coefficienti empirici ricavati da campagne sperimentali (curve di Pasquill-Gifford o di Briggs), e più avanzate (modelli "ibridi"), in cui la dispersione verticale

- viene parametrizzata direttamente in funzione dei dati meteorologici che forniscono informazioni struttura termica e meccanica dei bassi strati dell'atmosfera;
- modelli tridimensionali a “puff”: formulazione gaussiana per la dispersione ma con possibilità di variare la direzione di trasporto nello spazio e nel tempo;
 - modelli tridimensionali lagrangiani a “particelle”: simulazione della dispersione di un inquinante attraverso pseudo-particelle la cui dinamica all'interno del dominio di calcolo viene determinata dal campo di vento e delle condizioni di turbolenza locali dell'atmosfera;
 - modelli tridimensionali euleriani a “griglia”: si basano sull'integrazione numerica dell'equazione differenziale di conservazione della massa per ogni inquinante.

A parte i modelli analitici a “pennacchio”, tutte le altre tipologie di modelli necessitano di campi di vento tridimensionali, che si possono ottenere con modelli a conservazione di massa che ricostruiscono il flusso sull'orografia del dominio, oppure con modelli meteorologici che risolvono l'intero set di equazioni fluidodinamiche (equazioni di Navier-Stokes); per una rassegna dei codici disponibili e delle problematiche connesse a questi modelli si può consultare il rapporto redatto nell'ambito della COST *Action 710* (FINARDI et al., 1997).

In aggiunta alle informazioni reperibili attraverso i riferimenti bibliografici e i siti *web* citati, si riportano nel seguito alcuni elementi sull'opportunità di uso tra i diversi modelli, i pregi, i difetti e i loro limiti di applicazione.

In generale, la scelta tra modelli analitici e tridimensionali dipende dal livello di complessità dello scenario. In condizioni di terreno piatto e presenza di vento, può essere utilizzato un modello analitico a “pennacchio”; diversamente, è opportuno l'uso di modelli tridimensionali.

I modelli analitici a “pennacchio” possono utilizzare alternativamente come dati di ingresso le *joint frequency functions*, cioè i dati statistici sulla occorrenza di condizioni meteorodiffusive definite da classe di stabilità, intensità e settore di provenienza del vento, oppure le serie temporali di dati meteorologici (almeno un anno completo con risoluzione oraria o trioraria). La seconda modalità è preferibile perché consente di considerare sorgenti con emissioni variabili nel tempo e di stimare i parametri di qualità dell'aria per diversi tempi di media (CIRILLO e DESIATO, 1998). Le condizioni più critiche per l'utilizzo di questi modelli sono rappresentate dalla calma di vento e dalla presenza di orografia complessa: in questi casi i risultati forniti dai modelli tridimensionali sono sicuramente più affidabili in quanto in essi si tiene conto della variabilità spaziale dei parametri atmosferici.

I modelli “a puff” possono essere considerati una categoria intermedia tra i modelli analitici tradizionali e i modelli tridimensionali completi. Essi possono essere considerati validi finché una singola traiettoria rappresenta il trasporto degli inquinanti. In condizioni di forte disomogeneità questa approssimazione comporta una sensibile riduzione dell'accuratezza dei risultati finali. Una traiettoria che rappresenta il movimento del centroide di un puff non rappresenta adeguatamente il trasporto della nube inquinante poiché l'intensità e la direzione del vento variano generalmente con la quota; naturalmente in condizioni più complesse, come ad esempio nelle situazioni di

brezza, un'unica traiettoria non è sufficiente a riprodurre correttamente quanto accade in atmosfera.

I modelli lagrangiani “a particelle” e quelli euleriani “a griglia” sono gli strumenti più avanzati per la simulazione della dispersione in atmosfera. Essi possono tenere conto compiutamente di tutte le misure meteorologiche disponibili e delle loro variazioni spaziali e temporali; i limiti sono costituiti attualmente nell'incompleta conoscenza dei meccanismi della turbolenza e dell'eccessivo tempo di calcolo che richiedono le simulazioni più complesse. Simulazioni complete della durata di un anno sono onerose, pertanto questi modelli vanno utilizzati prevalentemente per valutare le situazioni che si presumono più critiche. È possibile comunque ricostruire gli andamenti medi stagionali anche con limitati mezzi di calcolo: si simulano alcune decine di giorni tipici nell'arco dell'anno (suddivisi equamente tra le stagioni invernale ed estiva) e successivamente, pesando le diverse situazioni meteorologiche in base alla loro frequenza, si possono ricavare le mappe di concentrazione medie stagionali ed annuali.

I modelli “a particelle” sono preferibili alla scala locale per il maggior dettaglio vicino alla sorgente, poiché i modelli a “griglia” diluiscono immediatamente il termine di sorgente sul volume di una cella che, per esigenze computazionali, non può essere di dimensioni troppo piccole. Inoltre, nel caso di diverse sorgenti, al fine di attribuire il “peso” che ha ciascuna di esse nella determinazione delle concentrazioni in aria (matrici sorgenti-recettori), occorre ripetere le simulazioni per poter calcolare il contributo di ogni sorgente; nel caso dei modelli a “particelle” si può invece “colorare” diversamente le particelle in funzione delle diverse sorgenti e dei diversi inquinanti e calcolare con una sola simulazione i diversi contributi.

L'utilizzo dei modelli a “griglia” è invece indispensabile per le simulazioni in cui entrano in gioco le reazioni chimiche. Infine, l'utilizzo di modelli tridimensionali, lagrangiani o euleriani, è praticamente indispensabile nel caso di simulazioni a scala più grande (mesoscala), in quanto occorre tenere conto della circolazione atmosferica a scala sinottica e delle sue variazioni spaziale e temporale.

4. APPLICAZIONE DEI MODELLI

4.1 Procedura di applicazione dei modelli

Una procedura di applicazione dei modelli per la valutazione della qualità dell'aria può essere schematizzata nei seguenti passi.

1. Definizione chiara dell'obiettivo, cioè dell'informazione che ci si attende dall'applicazione dei modelli, a integrazione dell'informazione che proviene dalle misure. Ciò implica la definizione dei seguenti elementi dello scenario: le *dimensioni dell'area* su cui sono attesi i risultati del modello; la *risoluzione spaziale* (cioè la distanza minima per la quale il modello è in grado di calcolare variazioni spaziali significative del campo di concentrazione); le *sostanze inquinanti* da prendere in considerazione; l'*indicatore di qualità dell'aria* che si vuole stimare (il tempo di media determina anche la *risoluzione temporale* del modello, cioè

l'intervallo di tempo che intercorre tra due campi di concentrazione consecutivi calcolati dal modello); la tipologia e la quantità delle *sorgenti di emissione* da considerare.

2. Ricerca e raccolta di tutti i dati necessari o utili alla simulazione modellistica: *dati territoriali* (cartografia, orografia, uso del territorio); *dati meteorologici* (osservazioni da stazioni meteorologiche standard, parametri micrometeorologici, dati telerilevati, campi di variabili meteorologiche calcolati con modelli a elevata risoluzione); *dati di emissione* (localizzazione e quantificazione delle emissioni nel caso di sorgenti specifiche, inventario delle emissioni nel caso di sorgenti numerose e diffuse); *concentrazioni in aria* degli inquinanti (da reti di monitoraggio o da campagne sperimentali), anche al fine di determinare le condizioni al contorno degli inquinanti che vengono trasportati all'interno del dominio di calcolo.
3. Identificazione della categoria di modelli appropriata per raggiungere l'obiettivo di cui al punto 1, e in grado di utilizzare al meglio i dati di cui al punto 2. Essa può variare dai modelli analitici "a pennacchio" per una sorgente puntiforme che emette una sostanza chimicamente inerte a scala locale su terreno piatto, ai modelli euleriani di trasporto, diffusione e trasformazione chimica accoppiati a un inventario delle emissioni a elevata risoluzione, per il caso più generale (cfr. Cap. 3). Valutazione delle risorse necessarie e disponibili rispetto alla categoria di modelli identificata, in termini di risorse hardware, di tempo e umane, esperienza nell'uso dei modelli, tipo e quantità di dati necessari. Se la valutazione dà complessivamente esito negativo e non è possibile intraprendere ulteriori azioni per rendere possibile l'applicazione modellistica, rivedere l'obiettivo al punto 1 e conseguentemente il punto 2.
4. Predisposizione di tutti i dati di ingresso nel formato necessario ed esecuzione del modello. Calcolo degli indicatori da confrontare con gli standard di qualità e con le misure disponibili.
5. Valutazione critica dei risultati del modello, verificandone anche la congruenza con eventuali misure disponibili; valutazione dell'accuratezza e dell'incertezza dei risultati, anche attraverso il calcolo di indicatori statistici standard di performance dei modelli (CIRILLO et al. 1996). Se l'esito è insoddisfacente, passare al punto 7.
6. Utilizzo dei risultati. Tracciatura di mappe relative al territorio in esame per ogni indicatore e per ogni inquinante anche non monitorato dalla rete (cfr. Cap. 2); valutazione dell'influenza dei diversi comparti emissivi sui livelli di inquinamento e valutazione percentuale delle interferenze e sovrapposizioni tra diverse sorgenti; rilievo della necessità di misure su aree di ricaduta segnalate dal modello e non monitorate; ottimizzazione della rete di monitoraggio: riduzione di postazioni o sensori superflui; predisposizione di simulazioni con scenari emissivi generati da ipotesi di risanamento e confronto quantitativo della loro efficacia.
7. Nuova definizione delle modalità di esecuzione del modello, attraverso una o più delle seguenti azioni. Modifica di parametrizzazioni del modello rivelatesi inadeguate; sostituzione o integrazione di dati di ingresso risultati insufficienti o inadeguati, con particolare riguardo all'inventario delle emissioni; svolgimento di campagne sperimentali *ad hoc* finalizzate alla raccolta di misure in aree segnalate come critiche dal modello, e non monitorate; scelta di un modello alternativo e ripetizione dei passi 3-6.

4.2 Scenari di applicazione dei modelli

Tra gli scenari più frequenti di applicazione dei modelli per la valutazione della qualità dell'aria possono essere individuati i seguenti.

Stima delle concentrazioni in aria dei principali inquinanti dovuti al traffico (CO, benzene) nelle aree urbane e in prossimità di importanti arterie stradali.

Questo scenario è dominato da inquinanti primari, immessi localmente, ed è caratterizzato da una marcata variabilità spazio – temporale delle concentrazioni; è quindi necessaria l'applicazione di modelli a elevata risoluzione spaziale e temporale (medie orarie).

I modelli di possibile applicazione sono generalmente modelli analitici, che consentono il trattamento di sorgenti lineari sotto forma di grafo stradale. Per questo tipo di scenario è anche possibile utilizzare direttamente i dati prodotti dai modelli di traffico, tarandoli eventualmente con qualche misura disponibile. In ambiente urbano, in mancanza di adeguate fonti di dati (reti, campagne di misure, stime modellistiche), in prima approssimazione è possibile ricorrere alla stima delle emissioni potenziali conoscendo i flussi veicolari e i livelli di congestione del traffico nelle diverse arterie che compongono la rete viaria cittadina (supponendo che nell'area sia il traffico veicolare a fornire il contributo prevalente alle emissioni).

Molte città dispongono di efficienti modelli di traffico calibrati con misure in campo, che riescono a simulare l'andamento orario del traffico: noto il numero di veicoli per unità di tempo, la composizione del parco (cilindrata, tipo di combustibile usato, età dei veicoli) e la velocità media di percorrenza di ciascun arco stradale, tramite fattori di emissione accettati a livello europeo (CORINAIR, COPERT), si può calcolare la quantità di inquinante emessa nell'unità di tempo e nell'unità di lunghezza. Si può ottenere così una caratterizzazione delle arterie in termini di capacità emissiva, e da questa, utilizzando eventualmente qualche misura disponibile per “calibrare” i valori di concentrazione in aria, pervenire a una mappatura delle zone della città su cui concentrare le azioni di monitoraggio e di valutazione della qualità dell'aria.

Va segnalato che non deve essere trascurato il contributo alle emissioni da parte delle due ruote, sia per l'elevato numero di motoveicoli che circola nelle città che per la rilevanza del loro contributo alle emissioni di benzene e IPA. Per il benzene sono da tenere in conto anche le cosiddette emissioni evaporative che provengono da veicoli in sosta (una sorgente che può rivelarsi importante è costituita dai grandi parcheggi) e dalle stazioni di rifornimento.

Una categoria a parte è costituita dai casi in cui si vogliono valutare in dettaglio i campi di concentrazione all'interno di arterie o incroci stradali. In questi casi vengono applicati modelli tridimensionali euleriani ad alta risoluzione (modelli *street canyon*), che necessitano, a monte, di campi di vento e di turbolenza tridimensionali ad alta risoluzione che riproducono il flusso turbolento indotto dagli edifici e dal traffico.

Applicazione di modelli a griglia su aree relativamente estese, per la valutazione dell'inquinamento fotochimico

Questo scenario è dominato da inquinanti secondari (ozono e ossidanti fotochimici che si producono in atmosfera per effetto di reazioni di inquinanti primari, detti precursori, immessi in un'area estesa e distribuiti dalla circolazione atmosferica). Esso è caratterizzato da una minore variabilità nello spazio e da un marcato ciclo diurno e stagionale. I modelli più idonei per questo scenario sono di tipo euleriano a griglia, che includono un modulo per il trattamento delle reazioni chimiche coinvolte nella produzione dello smog fotochimico. Una rassegna dettagliata di esperienze applicative con questa categoria di modelli è oggetto di un'attività specifica del CTN_ACE, i cui risultati sono in corso di redazione.

Nonostante il livello ancora notevole di incertezza dei risultati, allo stato attuale si può ritenere che l'utilizzo dei modelli euleriani fotochimici 3D, opportunamente verificati tramite il confronto diretto con le misure sperimentali effettuate in campagne intensive o anche attraverso opportuni indicatori fenomenologici costruiti a partire dalle misure stesse, possano fornire un contributo importante nelle valutazioni comparative tra diversi scenari emissivi, utili per la definizione di piani di risanamento.

Esperienze internazionali nell'applicazione di questi strumenti modellistici sono documentate da circa un ventennio negli Stati Uniti, e da circa un decennio in Europa. I risultati più significativi si ottengono limitatamente alla simulazione di episodi di inquinamento da ozono, in condizioni di alta pressione e cielo sereno, limitata influenza degli aerosol e di fenomeni di trasporto esterno di ossidanti rilevanti rispetto alla produzione locale.

Il dominio di applicazione copre generalmente un'estensione orizzontale tra cento e duecento chilometri con una risoluzione orizzontale di griglia da uno a cinque chilometri e un'estensione verticale fino a 3000-4000 metri (almeno il doppio del massimo rilievo orografico presente nel dominio di calcolo) e con 10 - 20 strati verticali di spessore variabile da poche decine di metri ad alcune centinaia di metri.

La verifica dei modelli utilizzati per la valutazione dovrebbe essere condotta considerando la capacità del modello di riprodurre in modo adeguato la distribuzione spaziale e la corrispondente evoluzione temporale delle concentrazioni delle seguenti specie chimiche: monossido di carbonio, monossido di azoto, biossido di azoto, biossido di zolfo, ozono. La verifica dovrebbe essere condotta preferibilmente a partire da una situazione di aria "pulita", dopo un periodo di inizializzazione del modello di almeno 24 ore.

Non dovrebbe essere considerata sufficiente la riproduzione dei soli picchi di concentrazione, ma anche la corretta riproduzione della localizzazione spaziale e temporale dei picchi. La verifica dovrebbe essere eseguita per almeno tre diversi episodi in aree campione, sufficientemente estese. Nelle aree di verifica dovrebbero essere presenti dati sufficientemente rappresentativi della distribuzione spaziale degli inquinanti.

I principali punti critici nella applicazione di questi modelli riguardano:

- l'integrazione delle informazioni meteorologiche tra i dati a scala locale e quelli a scala sinottica;
- la definizione di inventari delle emissioni completi e disaggregati nello spazio (risoluzione pari alla griglia di calcolo) e nel tempo (risoluzione oraria);
- la speciazione dei VOC emessi dai diversi comparti e la scelta tra diversi processori chimici per la simulazione delle reazioni tra i vari inquinanti.

Stima delle concentrazioni in aria derivanti dall'esercizio di impianti industriali o di produzione di energia (sorgenti puntuali o areali).

È il caso più frequentemente trattato con modelli: fin dagli anni '60 sono state effettuate simulazioni della dispersione di radionuclidi emessi in caso di rilascio accidentale da impianti nucleari e successivamente si è passati allo studio del comportamento di pennacchi di inquinanti emessi in atmosfera da grandi impianti industriali (centrali termoelettriche, inceneritori, acciaierie, ecc.), attraverso ciminiere (sorgenti puntuali) o dall'insieme degli impianti (sorgenti areali).

In questi casi il termine di sorgente è generalmente conosciuto o facilmente stimabile, come pure le caratteristiche delle emissioni (superficie emittente, altezza del rilascio, temperatura dei fumi); le dimensioni del dominio di interesse per valutare l'impatto di queste sorgenti variano da poche centinaia di metri per rilasci vicino al suolo di fumi freddi, a diverse decine di chilometri per rilasci da camini elevati (>200m) di fumi caldi.

I modelli storicamente sviluppati ed utilizzati per questi casi sono i modelli a "pennacchio" gaussiani; è però opportuno ricordare i loro limiti cui si è già accennato nel Paragrafo 3.3. Infatti l'applicazione di questi modelli in condizioni non appropriate, ha portato spesso a risultati deludenti nel confronto tra concentrazioni simulate e misurate. Si può consigliarne l'uso per siti non orograficamente complessi, con percentuali di calme e venti deboli molto ridotte e per emissioni vicino al suolo; in questi casi, anche con pochi dati meteorologici (è sufficiente la serie storica dei dati di un anemometro posto alla quota di rilascio) si possono ottenere utili indicazioni sulle concentrazioni al suolo. Occorre prestare attenzione alla scelta dei parametri di dispersione, e basare la scelta tra le diverse famiglie di curve (Pasquill, Briggs, ecc.) sul confronto con dati misurati.

Per simulare le emissioni in tutte le altre condizioni (siti complessi, rilasci da camini superiori ai 100 m di fumi caldi) è necessario disporre di una serie sufficientemente lunga di misure meteorologiche rappresentative delle condizioni meteo-diffusive sull'area in esame, così da poter applicare i modelli di simulazione per la dispersione degli inquinanti più aderenti alle reali condizioni dell'atmosfera. In questi casi sono utilizzabili i modelli a "puff" e a "particelle", supportati da opportuni modelli meteorologici per la ricostruzione dei campi di vento sui siti ad orografia complessa.

In funzione delle risorse a disposizione si può procedere all'utilizzo dei codici 3D solo per simulare le situazioni più critiche, utilizzando i modelli gaussiani per valutazioni di massima o conservative (cfr. Paragrafo 3.1); avendo a disposizione una serie oraria di

profili verticali di vento e risorse di calcolo sufficientemente veloci si può utilizzare un modello a particelle anche in versione climatologica completa.

I confronti con le misure sperimentali possono essere soddisfacenti anche in condizioni complesse, avendo cura di scegliere punti di misura significativi, in particolare non influenzati da altre sorgenti inquinanti presenti sul territorio.

BIBLIOGRAFIA

- Anfossi D., Baffioni C., Brusasca G., Calori G., Caracciolo R., Cirillo M., Desiato F., Finzi G., 1997, *Valutazione della dispersione in atmosfera di effluenti aeriformi – guida ai criteri di selezione dei modelli matematici*, Rapporto Tecnico ANPA RTI 1/97 – AMB
- Bassanino M., Bertolaccini M.A., Brusasca G., Cirillo M.C., Finzi G., Fortezza F., Graziani G., Mamolini G., Marani A., Tamponi M. e Tirabassi T., 1993, *Modelli a integrazione delle reti per la gestione della qualità dell'aria*, Rapporto dell'Istituto Superiore di Sanità ISTISAN 93/36
- Cirillo M., Angelino E., Brusasca G., Desiato F., Finzi G., Mamolini G., Marani A., Tamponi M., Tirabassi T., Zanini G., 1996, *I modelli per la progettazione e la valutazione delle reti, le reti per la validazione dei modelli*, Convegno “Il monitoraggio dell'inquinamento atmosferico” (Modena, 13-14 novembre 1996)
- Cirillo M., Desiato F., 1998, *Setting up a regulatory frame for atmospheric dispersion modelling in Italy: needs, actors and ongoing activities*, 5th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, (Rodi, maggio 1998)
- De Leeuw F.A.A.M., Berge E., Gronskei E., Tombrou M., 1996, *Review on requirements for models and model application*, EEA Topic Report 18, EEA, Copenhagen
- ERS (Environmental Regulatory Services) - Air and Water Approvals Division – Air Emissions Branch, 1997, *Air Quality Model Guidelines*. Edmonton, Alberta, Canada
- Finardi S., M.G. Morselli and P. Jeannet, 1997, Wind flow models over complex terrain for dispersion calculations, Working Group 4 - COST Action 710 “*Harmonisation of the pre-processing of meteorological data for atmospheric dispersion models*” EUR 18195 EN
- Moussiopoulos N., Berge E., Bohler T., De Leeuw F.A.A.M., Gronskei K., Mylona S., Tombrou M., 1996, *Ambient air quality, pollutant dispersion and transport models*, EEA Topic Report n. 19, EEA, Copenhagen
- NATO-CCMS, 1992, *Air Pollution Modelling and its Application IX*, H. Van Dop and G. Kallos, Plenum Press, New York
- NATO-CCMS, 1994, *Air Pollution Modelling and its Application X*, S.E. Gryning e M.M. Millan, Plenum Press, New York
- NATO-CCMS, 1996, *Air Pollution Modelling and its Application XI*, S.E. Gryning e F.A. Schiermaier, Plenum Press, New York
- NATO-CCMS, 1998, *Air Pollution Modelling and its Application XII*, S.E. Gryning e N. Chaumerliac, Plenum Press, New York
- NATO-CCMS, 1999, *Air Pollution Modelling and its Application XIII*, S.E. Gryning e E. Batchvarova, Plenum Press, New York
- Olesen H.R., 1997, *Data sets and protocol for model validation*, Int. J. Environment and Pollution, Vol. 5, Nos. 4-6, pp. 693-701